DOI: 10.13930/j.cnki.cjea.170280

徐祥玉, 张敏敏, 彭成林, 佀国涵, 周剑雄, 谢媛园, 袁家富. 稻虾共作对秸秆还田后稻田温室气体排放的影响[J].中国生态农业学报, 2017, DOI: 10.13930/j.cnki.cjea.170280
Xu X Y, Zhang M M, Peng C L, Si G H, Zhou J X, Xie Y Y, Yuan J F. Effect of rice-crayfish co-culture on greenhouse gas emission in straw-puddled paddy fields[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2017, DOI: 10.13930/j.cnki.cjea.170280

稻虾共作对秸秆还田后稻田温室气体排放的影响*

徐祥玉[1,2,3], 张敏敏[1,2,3], 彭成林[1,2,3], 佀国涵[1,2,3], 周剑雄[1,2,3],
谢媛园[1,2,3], 袁家富[1,2,3**]

(1. 农业部潜江农业环境与耕地保育科学观测实验站　潜江　433100; 2. 湖北省农业科学院植保土肥研究所　武汉　430064; 3. 农业部废弃物肥料化利用重点实验室　武汉　430064)

摘　要: 稻虾共作模式是稻田种养复合模式的重要组成部分, 其主要特点是稻草全量还田、非稻季持续淹水和周年养殖克氏原螯虾。目前对稻虾模式稻田温室气体排放的影响尚不清楚。本研究以江汉平原冬泡无稻草还田(W)为对照, 设置冬泡+稻草还田(WS)和冬泡+稻草还田+养虾(WSC)处理, 探讨稻草还田及稻虾共作对稻田系统 CH_4、N_2O 和 CO_2 排放的影响, 为准确评估稻田温室气体排放提供数据支撑和理论支持。结果表明, 在大田监测期间, 冬泡+稻草还田处理 CH_4 累积排放量比冬泡无稻草还田处理显著增加($P<0.05$), 2015 年和 2016 年增幅分别为 27.23%和 60.08%; 冬泡+稻草还田+养虾处理 CH_4 累积排放量比冬泡+稻草还田显著降低($P<0.05$), 2015 年和 2016 年降幅分别为 29.02%和 41.19%。冬泡+稻草还田处理 CO_2 累积排放比冬泡无稻草还田处理显著提高; 与冬泡无稻草还田处理相比较, 冬泡+稻草还田处理和冬泡+稻草还田+养虾处理对 N_2O 累积排放无影响。从温室效应角度看, 冬泡+稻草还田处理温室效应比冬泡无稻草还田处理大幅度增加, 而冬泡+稻草还田基础上进行养虾则可大幅度降低 CH_4 排放, 从而降低因秸秆还田带来的温室效应增排。所有处理水稻产量无显著差异, 与冬泡+稻草还田处理相比, 冬泡+稻草还田+养虾可显著降低温室气体排放强度。和冬泡无稻草还田处理相比, 冬泡+稻草还田和冬泡+稻草还田+养虾对土壤可溶性有机碳(DOC)、乙酸和 NH_4^+-N 并无显著影响。冬泡+稻草还田+养虾可极显著提高单位面积收益。

关键词: 稻虾共作; 秸秆还田; 甲烷; 氧化亚氮; 温室气体
中图分类号: S154.1; S181　　**文献标识码:** A

Effect of rice-crayfish co-culture on greenhouse gas emission in straw-puddled paddy fields*

XU Xiangyu[1,2,3], ZHANG Minmin[1,2,3], PENG Chenglin[1,2,3], SI Guohan[1,2,3], ZHOU Jianxiong[1,2,3],
XIE Yuanyuan[1,2,3], YUAN Jiafu[1,2,3**]

(1. Qianjiang Scientific Observation and Experimental Station of Agro-Environment and Arable Land Conservation, Ministry of Agriculture, Qianjiang 433100, China; 2. Institute of Plant Protection and Soil Fertilizer, Hubei Academy of Agricultural Sciences, Wuhan 430064, China; 3. Key Laboratory of Agricultural Waste Fertilization, Ministry of Agriculture, Wuhan 430064, China)

Abstract: Traditional agricultural systems are currently faced with the challenge of insufficient food production and reducing the negative effects of crop cultivation and population growth on the environment. One effective way to meet this challenge is the crop and animal co-culture in the paddy fields in South China. Rice-crayfish co-culture is the main component of such way, which has distinctive characteristics of deep waterlogging in off-rice season, total or partial direct straw return to fields, crayfish breeding in the whole year and strong crayfish burrowing, rapid planting area and high economic benefits. While the burrowing behavior of crayfish increases water-soil surface area, deep water management increases total dissolves oxygen and concurrently weakened methane

* 国家自然科学基金项目(41301306)、湖北省农业科学院竞争性项目(2016jzxjh008)、湖北省农业科技创新项目(2016-620-000-001-020)、国家科技支撑计划课题(2013BAD07B10)和湖北省农业科学院重大研发成果培育专项项目(2017CGPY01)资助
** 通讯作者: 袁家富, 主要研究方向为土壤改良与生态环境。E-mail: fu1682@sina.com
徐祥玉, 主要研究方向为土壤环境过程及碳氮循环。E-mail: xuxiangyu2004@sina.com
收稿日期: 2017-04-01　接受日期: 2017-06-21
* This study was supported by the National Natural Science Foundation of China (41301306), the Competitive Project of Hubei Academy of Agricultural Sciences (2016jzxjh008), the Hubei Agricultural Science and Technology Innovation Project (2016-620-000-001-020), the National Key Technologies R & D Program of China (2013BAD07B10) and the Scientific and Technological Achievements Cultivation Project of Hubei Academy of Agricultural Sciences (2017CGPY01).
** Corresponding author, E-mail: fu1682@sina.com
Received Apr. 1, 2017; accepted Jun. 21, 2017

transmission via bubbling. Although all the above measures theoretically reduce methane emission in paddy fields, the potential effect on global warming of rice-crayfish co-culture systems is not entirely clear. This study involved three treatments — waterlogging in off-rice season (W), waterlogging in off-rice season with straw return (WS) and waterlogging in off-rice season with straw return and crayfish (WSC). The aim was to investigate the characteristics of methane (CH_4), nitrous oxide (N_2O) and carbon dioxide (CO_2) emissions under different treatments and to provide data support for accurate assessment of paddy greenhouse gas emission. The results showed that the cumulative CH_4 emissions were respectively 10.0±1.2 $g\cdot m^{-2}$, 9.2±2.8 $g\cdot m^{-2}$ and 12.7±1.2 $g\cdot m^{-2}$ under W, WSC and WS in 2015 and 28.5±5.2 $g\cdot m^{-2}$, 26.8±2.1 $g\cdot m^{-2}$ and 45.6±3.3 $g\cdot m^{-2}$ under W, WSC and WS in 2016. Compare with W, cumulative CH_4 emission under WS increased by 27.23% and 60.08% respectively in 2015 and 2016. Compared with WS, WSC decreased cumulative CH_4 emission respectively by 29.02% and 41.19% in 2015 and 2016. Cumulative CO_2 emission significantly increased under WS, compare with W in both years. There was only a slight effect on cumulative N_2O emission of WS and WSC compared with W. Rice yield was 8.81 $t\cdot hm^{-2}$ under WSC treatment and not different between W and WS treatments. Global warming potential (GWP) of WS significantly increased compare with W, and this increase was suppressed by WSC due to decreasing CH_4 emission. Then compared with WS, WSC treatment significantly decreased greenhouse gas intensity. There were no differences in soil dissolved organic carbon, acetic acid, NH_4^+-N and NO_3^--N contents among W, WS and WSC. Compare with W and WS, WSC considerably increased rice-crayfish co-culture benefits per unit area with less greenhouse gases emission.

Keywords: Rice-crayfish co-culture; Straw return; Methane; Nitrous oxide; Greenhouse gas

甲烷(CH_4)和二氧化碳(CO_2)是最重要的温室气体。大气中 CH_4 浓度从工业革命前的 0.72 $\mu mol\cdot mol^{-1}$ 升高到 2012 年的 1.82 $\mu mol\cdot mol^{-1}$，提高了 1.53 倍，同时期 CO_2 提高了 40%[1]。目前 CH_4 对全球变暖的贡献率达 20%~39%[2]。稻田是大气 CH_4 的重要来源，年排放量为 31~112 Tg，占全球总排放量的 5%~19%[2]，中国稻田 CH_4 排放量为 7.2~9.5 Tg[3]。长期淹水造成的严格厌氧条件促进了 CH_4 的产生和排放，而水稻生长期间的间歇性灌溉-晒田措施则能极大地抑制 CH_4 排放[4]。非稻季管理措施(如水分和有机物料投入管理)对稻季 CH_4 排放有很大影响[5]。秸秆还田是我国大力推广的秸秆利用方式，是提高土壤有机质、改良土壤结构、合理利用秸秆资源的有效方式，但同时刺激了 CH_4 的排放[6-7]。

将水稻种植与鱼、虾、鸭等水产经济动物养殖组成的互利共生复合生态农业系统不仅节约空间，并能带来可观的经济效益[8]。传统稻鱼共生系统在世界很多国家均有分布[9-10]，并在此基础上发展起来多样化稻田复合种养模式[11-14]。稻虾(克氏原螯虾)共作模式是稻田综合种养模式之一，该模式具有极高的经济效益，每公顷增收达 4.47 万元(全国稻田综合种养交流会，内部资料)，显著高于稻鱼和稻鸭模式[12,15]，截至 2016 年，仅在江汉平原推广面积已达 20 万 hm^2 以上。稻虾共作模式存在以下特点：1)克氏原螯虾周年存在于虾沟或稻田；2)稻草秸秆全量还田；3)非稻季稻田淹水深达 50 cm 以上；4)淹水期间施用增氧剂、消毒剂等使水体中溶解氧增加；5)稻季淹水期间克氏原螯虾在稻田掘洞导致水土界面增加。研究表明，非稻季淹水耦合秸秆还田会大幅度提高稻季 CH_4 排放量[16]，而在此基础上养殖克氏原螯虾后温室气体排放并不清楚。我们猜想：克氏原螯虾掘洞使水土界面增加，由此使干湿交替过程中土壤孔隙容纳更多的氧气，使复水后溶解氧消耗时间延长，这可能会导致 CH_4 排放量降低而 CO_2 排放量升高，最终致使温室效应降低。为了证明上述设想，本研究通过连续两年监测非稻季淹水(W)、非稻季淹水+稻草还田(WS)以及非稻季淹水+稻草还田+养虾(WSC)3 种模式下稻田的温室气体排放，明确该模式温室气体排放特征及温室效应，该结果可为准确评估我国稻田温室气体排放提供数据支撑。

1 材料与方法

1.1 试验地概况

试验点位于湖北省潜江市后湖农场，属江汉平原低湖区，冬季静态地下水位 40~60 cm，北亚热带季风湿润气候，年均气温 16.1 ℃，无霜期 246 d，年均降雨量 1 100 mm，土壤类型为湖积物发育而成的潮土性水稻土，试验点在此前种植制度为中稻–冬干。试验田土壤基本肥力为全氮 2.4 $g\cdot kg^{-1}$，全磷 0.45 $g\cdot kg^{-1}$，全钾 19.5 $g\cdot kg^{-1}$，有机质 26.43 $g\cdot kg^{-1}$，碱解氮 129.50 $mg\cdot kg^{-1}$，速效磷 9.13 $mg\cdot kg^{-1}$，速效钾 178.67 $mg\cdot kg^{-1}$，pH 7.12。

1.2 试验设计及田间管理

试验于 2014 年实施，2015 年水稻大田生长季节(6 月底至 9 月底)、2016 年全年(3 月底至 11 月底)监测温室气体排放。

试验田总面积 900 m^2，共设 3 个处理：冬泡无秸秆还田(W)、冬泡+秸秆还田(WS)和冬泡+秸秆还田+克氏原螯虾(WSC)，每个处理 3 个重复，共 9 个小区，每个小区 100 m^2。为了防止串水和串肥，小区四周筑埂，宽 60 cm、高 40 cm，并用地膜包裹。在 WSC 处理的小区一侧开挖沟宽 3.0~4.0 m、深 0.8~1.0 m 的虾沟，且四周设尼龙网用以拦截虾逃逸，尼龙网埋入地下约 1.0 m，地上露出约 0.3 m，并用小竹棍支撑。

水稻收获后稻草还田，还田量为3 750 $kg\cdot hm^{-2}$，还田方式为高留茬加田面覆盖。水稻生长期间施N 180

$kg·hm^{-2}$、施 P_2O_5 90 $kg·hm^{-2}$、施 K_2O 144 $kg·hm^{-2}$，氮肥施用比例为基肥：分蘖肥：穗肥=5.8：1.8：2.4，磷肥一次性基肥施入，钾肥施用比例为基肥：穗肥=5：5。基肥组成为复合肥(N：P_2O_5：K_2O=25：10：16)加过磷酸钙(P_2O_5≥12%)，追肥为尿素(N≥46%)和氯化钾(K_2O≥60%)，插秧前施入基肥，插秧后15 d施入分蘖肥，插秧后50 d施入穗肥。同时，每公顷基施6 kg大粒锌(Zn≥25%)和60 kg大粒硅(SiO_2≥20%)。

田间管理方式见表1。供试水稻为中稻品种'鉴真2号'，供试虾为克氏原螯虾。虾苗于2014年10月按照200 $kg·hm^{-2}$(约40尾$·kg^{-1}$)投放亲虾，2015年因自然原因未统计虾产量。2015年10月补投适量亲虾，2016年3—5月进行虾饲料投放，投入饲料量平均为1 800 $kg·hm^{-2}$，饲料的主要成分全氮、全磷和全钾含量分别为46.6 $g·kg^{-1}$、11.0 $g·kg^{-1}$和10.5 $g·kg^{-1}$，4月中旬开始捕捞成虾，6月上旬捕捞成虾完毕，而未成熟的幼虾随水迁移至虾沟中，待整田、插秧、晒田控蘖及复水后再次进入稻田生活，在中稻收获前收获第2季成熟小龙虾。

表1 不同处理的试验田管理措施

Table 1 Managements of the experimental field of different treatments

日期(年-月-日) Date (year-month-day)	管理措施 Management WSC	WS	W
2014-10-05	淹水30~40 cm，投放虾苗 Flooding depth of 30–40 cm and put in crawfish	淹水30~40 cm Flooding depth of 30–40 cm	淹水30~40 cm Flooding depth of 30–40 cm
2015-06-15	排水晒田 Drainage	排水晒田 Drainage	排水晒田 Drainage
2015-06-19	整田、施肥、插秧，淹水5~8 cm Soil preparation, fertilization, transplanting, with 5–8 cm flooding	整田、施肥、插秧，淹水5~8 cm Soil preparation, fertilization, transplanting, with 5–8 cm flooding	整田、施肥、插秧，淹水5~8 cm Soil preparation, fertilization, transplanting, with 5–8 cm flooding
2015-07-03	施分蘖肥 Applied tiller fertilizer	施分蘖肥 Applied tiller fertilizer	施分蘖肥 Applied tiller fertilizer
2015-07-23	排水晒田 Drainage	排水晒田 Drainage	排水晒田 Drainage
2015-08-03	复水，水深8~10 cm Flooding depth of 8–10 cm	复水，水深8~10 cm Flooding depth of 8–10 cm	复水，水深8~10 cm Flooding depth of 8–10 cm
2015-08-09	施穗肥 Applied panicle fertilizer	施穗肥 Applied panicle fertilizer	施穗肥 Applied panicle fertilizer
2015-10-02	排水晒田 Drainage	排水晒田 Drainage	排水晒田 Drainage
2015-10-08	水稻收获 Harvest	水稻收获 Harvest	水稻收获 Harvest
2015-10-10	淹水30~40 cm，补充虾苗 Flooding depth of 30–40 cm and supplement crawfish	淹水30~40 cm Flooding depth of 30–40 cm	淹水30~40 cm Flooding depth of 30–40 cm
2016-03-15	开始捕捞 Fishing crawfish		
2016-05-30	最后一次捕捞 Last fishing		
2016-06-07	排水晒田 Drainage	排水晒田 Drainage	排水晒田 Drainage
2016-06-14	整田、施肥、插秧，淹水5~8 cm Soil preparation, fertilization, transplanting, with 5–8 cm flooding	整田、施肥、插秧，淹水5~8 cm Soil preparation, fertilization, transplanting, with 5–8 cm flooding	整田、施肥、插秧，淹水5~8 cm Soil preparation, fertilization, transplanting, with 5–8 cm flooding
2016-06-30	施分蘖肥 Applied tiller fertilizer	施分蘖肥 Applied tiller fertilizer	施分蘖肥 Applied tiller fertilizer
2016-07-20	排水晒田 Drainage	排水晒田 Drainage	排水晒田 Drainage
2016-08-01	复水，水深8~10 cm Flooding depth of 8–10 cm	复水，水深8~10 cm Flooding depth of 8–10 cm	复水，水深8~10 cm Flooding depth of 8–10 cm
2016-08-05	施穗肥 Applied panicle fertilizer	施穗肥 Applied panicle fertilizer	施穗肥 Applied panicle fertilizer
2016-10-10	排水晒田 Drainage	排水晒田 Drainage	排水晒田 Drainage
2016-10-18	水稻收获 Harvest	水稻收获 Harvest	水稻收获 Harvest
2016-10-22	淹水30~40 cm，补充虾苗 Flooding depth of 30–40 cm and supplement crawfish	淹水30~40 cm Flooding depth of 30–40 cm	淹水30~40 cm Flooding depth of 30–40 cm

W：冬泡+无秸秆还田；WS：冬泡+秸秆还田；WSC：冬泡+秸秆还田+养虾。W: winter waterlogged paddy field; WS: winter waterlogged paddy field with straw returned; WSC: winter waterlogged paddy field with straw returned and crayfish.

1.3 气体样品采集与测定

采用静态箱采集气体，以 Agilent 7890A 气相色谱仪分析测定，静态采样箱分为底座、中段箱和顶箱 3 部分。底座(长 42 cm、宽 42 cm、高 20 cm)用不锈钢制成，上端有深 3 cm、宽 2 cm 的密封水槽，底座四壁距上部 10 cm 处打两排直径为 2 cm 的孔，以利于水分和肥料的流动，底座于水稻移栽前埋入土壤仅留水槽漏出田面。中段箱和顶箱(长 42 cm、宽 42 cm、高 50 cm)均由不锈钢制作，中段箱顶部有深 3 cm、宽 2 cm 的密封水槽。在淹水期(深水期)，采样前先将中段箱放置于底座上，待平衡 2 h 后，放置顶箱。箱体外包一层保温隔热层。移栽后底座内 4 兜水稻(密度与箱体外一致)。气体采集阶段为 2015 年 6 月 29 日至 9 月 10 日和 2016 年 3 月 14 日至 11 月 22 日，每个小区 1 个采样箱，即每个处理 3 个采样箱，每 7~10 d 一次，采样

时间为每日上午 8:00—10:00。采气时，预先在底座水槽中注入水，盖上中段箱、顶箱，在 0 min、5 min、10 min、15 min、20 min 用 30 mL 医用注射器采集 1 个气体样品，24 h 内带回实验室进行分析测定完毕。在每个处理选 1 个小区，距离底座 20 cm 处埋设氧化还原单位参比电极，埋设深度为 20 cm 和 40 cm。不定期记录土壤氧化还原状况。

气体通量计算公式为:

$$F = \rho \times \frac{V}{S} \times \frac{dC}{dt} \times \frac{273}{273+T} \qquad (1)$$

式中: F 为气体通量，即 F_{CH4}(以 CH_4 计, $mg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$)、$F_{CO2}$(以 CO_2 计, $mg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$)、$F_{N2O}$(以 N_2O 计, $mg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$); ρ 为标准状态下气体的密度($kg \cdot m^{-3}$); V 为密闭箱有效体积(m^3); S 为底座面积(m^2); dC/dt 表示单位时间内密闭箱内 CO_2 和 CH_4 的浓度变化量; T 为密闭箱内平均气温。2015 年因仪器原因没有测定 N_2O。

通过插值法进行累积排放量计算，即：以相邻两次监测日的平均通量乘以此期间天数作为该段时间累计排放量，以此类推，然后将各个时间段的累积排放量进行相加，作为整个监测期累积排放量。增温潜势计算方法如下[16]: CH_4 综合增温潜势(GWP)是 CO_2 的 25 倍，N_2O 综合增温潜势(GWP)是 CO_2 的 298 倍，单位面积 GWP (CO_2 $kg \cdot hm^{-2}$)计算公式为:

GWP=25×CH_4 累积排放量+298×N_2O 累积排放量+CO_2 累积排放量　　(2)

1.4 土壤样品采集与测定

在采集气体的同时，用不锈钢土壤采集器采集 0~20 cm 土层土样，每个小区采集 3 个点做一个混合样，剔除可见根系和石块，带回实验室，鲜样分析土壤可溶性土壤有机碳(DOC)、NO_3^--N、NH_4^+-N 和乙酸含量。

DOC 和乙酸测定过程如下：首先以烘干法测定土壤水分，称取相当于烘干土 10 g 的新鲜土样，以土：水=1：5 的比例加入去离子水，加入时扣除鲜土携带的水分。25 ℃恒温震荡 30 min, 4 ℃下 8 000 $r \cdot min^{-1}$ 离心 10 min，上清液过 0.45 μm 滤膜，−18 ℃保存。一份在 Elementar 总有机碳分析仪测定 DOC，另一份以 waters 高效液相色谱仪测定乙酸。乙酸测定参考孙宝利的方法[17]如下: C18 反向色谱柱, 4.6 mm × 250 mm, 5 μm, 0.1%磷酸和乙腈(98：2)，检测波长 210 nm，流速 1.0 $mL \cdot L^{-1}$，进样体积 20 μL，柱温 35 ℃。高效液相所用试剂均为色谱纯。

NO_3^--N 和 NH_4^+-N 以 1 $mol \cdot L^{-1}$ 氯化钾浸提(土：水=1：10)，流动分析仪测定。土壤温度用探针式数显电子温度计测定; Eh 值以铂金电极测定。

1.5 产值计算与数据分析

水稻产量分小区进行实产实收，产值按照 2.8 元$\cdot kg^{-1}$ 计算；克氏原螯虾以每个小区单独进行实际捕捞、统计产量、及时售卖，以实际捕捞和销售收入计算，均价为 24 元$\cdot kg^{-1}$。养虾投入的饲料、人工、防逃网、捕捞网、水体和土壤解毒剂等物资和人工投入进行记录统计。

数据归纳和计算通过 EXCEL 进行，显著性检验用 SPSS 软件进行，采用 One-way ANOVA、Two-way analysis、LSD 法和重复测量数据方差分析格林豪斯-盖斯勒(Greenhouse-Geisser)检验法。

2 结果与分析

2.1 不同栽培模式下稻田 CO_2、CH_4 和 N_2O 排放通量

CH_4 排放结果显示(图 1，表 2), 2015 年监测期 W、WSC 和 WS 处理 CH_4 累积排放量分别为(9.95±1.24) $g \cdot m^{-2}$、(9.22±2.77) $g \cdot m^{-2}$ 和(12.66±1.20) $g \cdot m^{-2}$。晒田导致 CH_4 排放量急剧降低，且在复水后并未恢复，晒田前 W、WS 和 WSC 处理 CH_4 累积排放量占观测期总排放量的 75.3%、81.1%和 86.1%。2016 年监测期 W、WSC 和 WS 处理 CH_4 累积排放量分别为(28.48±5.21) $g \cdot m^{-2}$、(26.81±2.05) $g \cdot m^{-2}$ 和(45.59±2.30) $g \cdot m^{-2}$。6 月初的水稻移栽、7 月底的排水晒田以及 10 月初的排水晒田，均导致 CH_4 排放量急剧降低，由此形成 5 月、7 月和 9 月 3 个较为明显的排放峰，其中 5 月排放峰(4 月初至 6 月初)和 7 月排放峰(6 月初至 8 月初)的 W、WS 和 WSC 处理 CH_4 累积排放量占观测期总排放量分别为 31.8%、45.9%、21.4%和 45.1%、42.3%、48.5%。可见，在 7 月底排水晒田以前，CH_4 累积排放量已经占到总排放量的 77%~88%。可以看出，WS 比 W 处理 CH_4 累积排放量显著增加(P<0.05), 2015 年和 2016 年增幅分别为 27.23%和 60.08%; WSC 处理 CH_4 累积排放量比 WS 显著降低(P<0.05), 2015 和 2016 年降幅分别为 29.02%和 41.19%，且 WSC 主要降低了插秧前 CH_4 排放。

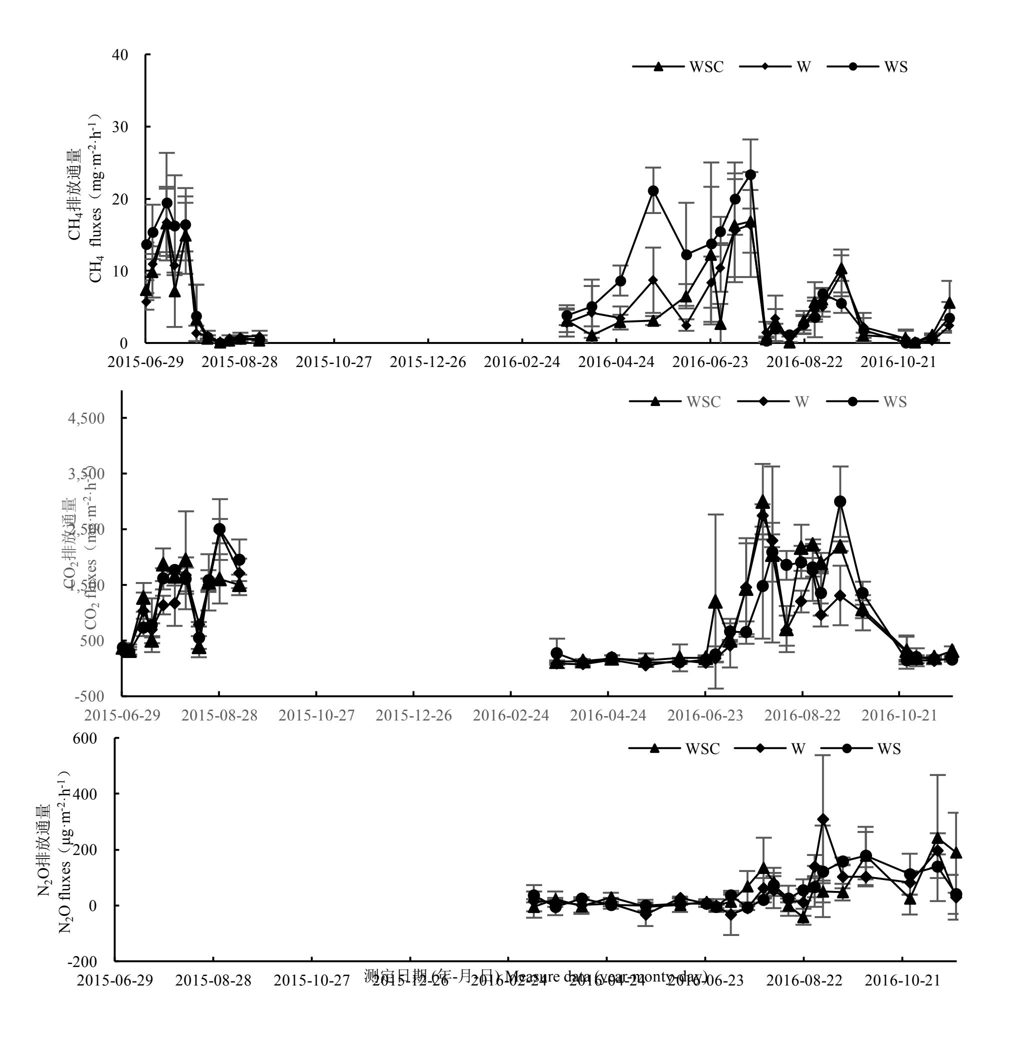


图 1　不同处理稻田 CH_4、CO_2 和 N_2O 排放季节变化

Fig. 1　Seasonal changes of CH_4, CO_2 and N_2O emissions from paddy field under different treatments

W: 冬泡+无秸秆还田; WS: 冬泡+秸秆还田; WSC: 冬泡+秸秆还田+养虾。W: winter waterlogged paddy field; WS: winter waterlogged paddy field with straw returned; WSC: winter waterlogged paddy field with straw returned and crayfish.

CO_2 排放结果显示(图 1，表 2), 2015 年监测期 W、WS 和 WSC 处理 CO_2 累积排放量分别为(2.14±0.15) kg·m^{-2}、(2.27±0.22) kg·m^{-2} 和(2.13±0.88) kg·m^{-2}，晒田复水使 CO_2 排放通量有一个明显的降低，随后又持续升高。2016 年 W、WS 和 WSC 处理在监测期 CO_2 累积排放量分别为(3.61±0.23) kg·m^{-2}、(4.34±0.20) kg·m^{-2} 和(4.20±0.29) kg·m^{-2}，秸秆还田使 CO_2 累积排放量显著提高(P<0.05)，养虾对秸秆还田引起的 CO_2 增排的抑制效果在不同年度表现不同(表 2)。

表 2　2015 年和 2016 年不同处理稻田温室气体累积排放量

Table 2　Total CH_4, CO_2 and N_2O emissions (mean ± SE) from paddy field under different treatments in 2015 and 2016

处理	CH_4 (g·m^{-2})		CO_2 (kg·m^{-2})		N_2O (g·m^{-2})
Treatment	2015	2016	2015	2016	2016
WSC	9.22±2.77b	26.81±2.05b	2.13±0.88a	4.20±0.29a	0.285±0.022b
W	9.95±1.24b	28.48±5.21b	2.14±0.15a	3.61±0.23b	0.273±0.024b
WS	12.66±1.20a	45.59±2.30a	2.27±0.22a	4.34±0.20a	0.308±0.050a

W: 冬泡+无秸秆还田; WS: 冬泡+秸秆还田; WSC: 冬泡+秸秆还田+养虾。同列不同小写字母表示不同处理间在 5%水平差异显著。W: winter waterlogged paddy field; WS: winter waterlogged paddy field with straw returned; WSC: winter waterlogged paddy field with straw returned and crayfish. Different lowercase letters in the same column indicate significant differences among treatments at 5% level.

N_2O 排放结果显示(图 1，表 2), 2016 年监测期 W、WS 和 WSC 处理 N_2O 累积排放量分别为(0.273±0.024) g·m^{-2}、(0.308±0.050) g·m^{-2} 和(0.285±0.022) g·m^{-2}，在第 1 次排水晒田(7 月 20 日)以前，N_2O 排放量一直很低且平稳，排水晒田使 N_2O 排放量开始升高，随后的淹水和排水活动使 N_2O 排放通量变化幅度增大，直至水稻收获。其中 WS 比 W 处理 N_2O 累积排放量提高 12.8%，WSC 比 WS 处理 N_2O 累积排放量降低 7.5%，可

见秸秆还田使 N_2O 累积排放量提高，而养虾对秸秆还田引起的 N_2O 增排有抑制效果，但均不显著。

2.2 不同栽培模式下稻田土壤 NO_3^--N 和 NH_4^+-N 含量的动态变化

在不同时间段对土壤 NO_3^--N 和 NH_4^+-N 进行监测(图 2)，图 2 显示，水稻生长季节土壤 NO_3^--N 和 NH_4^+-N 总体呈降低趋势。2016 年结果显示插秧前的排水措施使 NO_3^--N 含量提高，基肥使用使总无机氮含量提高，水稻收获后则无机氮含量保持较低水平。2015 年 NO_3^--N 平均浓度从高到低依次为 W>WSC>WS，NH_4^+-N 平均浓度从高到低依次为 WS>WSC>W；2016 年 NO_3^--N 平均浓度依次为 WSC>WS>W，NH_4^+-N 依次为 WSC>W>WS。两年的结果趋势并不一致，这可能与检测周期长短不一致有关系，也可能与年度之间气候变化、晒田时间长短以及晒田程度有关。从表 3 可以看出，NO_3^--N 与 W 处理 CH_4 排放通量呈极显著正相关，而 NH_4^+-N 与 WSC 处理的 N_2O 排放呈显著正相关。

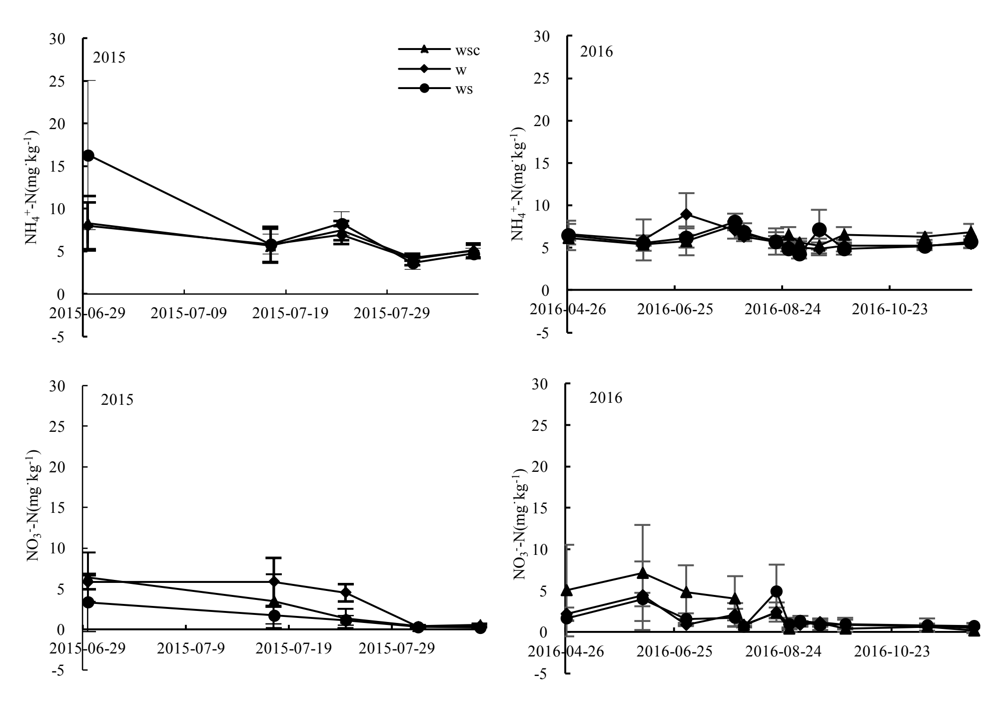


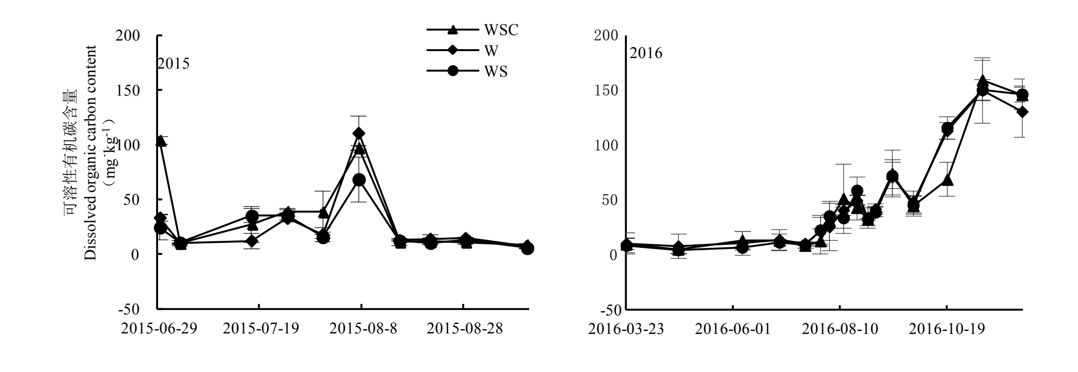
图 2 2015 年和 2016 年不同处理稻田土壤 NO_3^--N 和 NH_4^+-N 含量动态变化

Fig. 2 Variations of soil NO_3^--N and NH_4^+-N contents in paddy field under different treatments in 2015 and 2016

W: 冬泡+无秸秆还田; WS: 冬泡+秸秆还田; WSC: 冬泡+秸秆还田+养虾。W: winter waterlogged paddy field; WS: winter waterlogged paddy field with straw returned; WSC: winter waterlogged paddy field with straw returned and crayfish.

2.3 不同栽培模式下稻田土壤 DOC 和乙酸含量的动态变化

两年结果显示(图 3)，稻季 DOC 浓度变化趋势为先降低后升高再降低的趋势，2016 年水稻收获以后 DOC 浓度急剧升高，这主要是由于水稻收割后稻草还田耦合淹水导致。表 3 显示，DOC 含量仅与 WSC 处理中 N_2O 排放通量呈显著相关。乙酸浓度在不同年度变化不一致且与 CH_4 排放通量无显著相关关系。



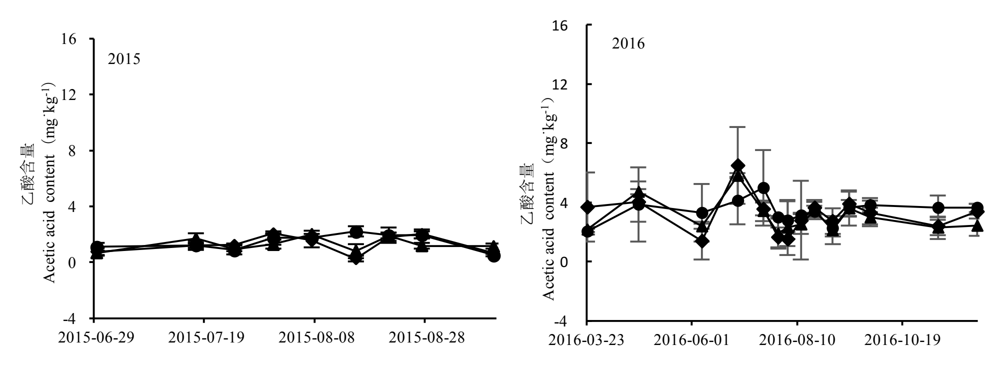


图 3　2015 年和 2016 年不同处理稻田土壤可溶性有机碳和乙酸含量动态变化

Fig. 3　Variations of soil dissolved organic carbon and acetic acid contents in paddy field under different treatments in 2015 and 2016

W: 冬泡+无秸秆还田; WS: 冬泡+秸秆还田; WSC: 冬泡+秸秆还田+养虾。W: winter waterlogged paddy field; WS: winter waterlogged paddy field with straw returned; WSC: winter waterlogged paddy field with straw returned and crayfish.

2.4　不同栽培模式下稻田土壤温度变化

5 cm土壤温度变化在不同处理间无明显差异，但在不同年度间不一致(图4)，土壤温度主要受到气温影响，如 2015 年 6 月下旬气温平均 27 ℃，而 2016 年同期则为 25 ℃，再如，2015 年 7 月 17 日测定土壤温度为24 ℃左右，7 月 16 日和 7 月 17 日最高气温分别为 25 ℃和 27 ℃，2016 年 7 月 18 日测定土壤温度为 28 ℃左右，7 月 17 日和 7 月 18 日当日最高气温为 33 ℃和 30 ℃，可见，土壤温度受到前期和当日气温影响较大。表 3 显示，监测期 5 cm 土壤温度与 CH_4 和 CO_2 排放通量之间无显著关系，但与 WSC 处理 N_2O 之间显著负相关。扣除自排水起至复水后一定时间 5 cm 土壤温度与 CH_4 排放之间的相关关系，从全监测期土壤温度(TA)到扣除自排水起至复水后 25 d 土壤温度(TD)，土壤温度与 CH_4 排放相关性呈显著逐步紧密的状态，可见排水晒田对甲烷排放通量的影响滞后效应较长，若在恰当的时间进行适宜的排水晒田，可显著降低 CH_4 排放。

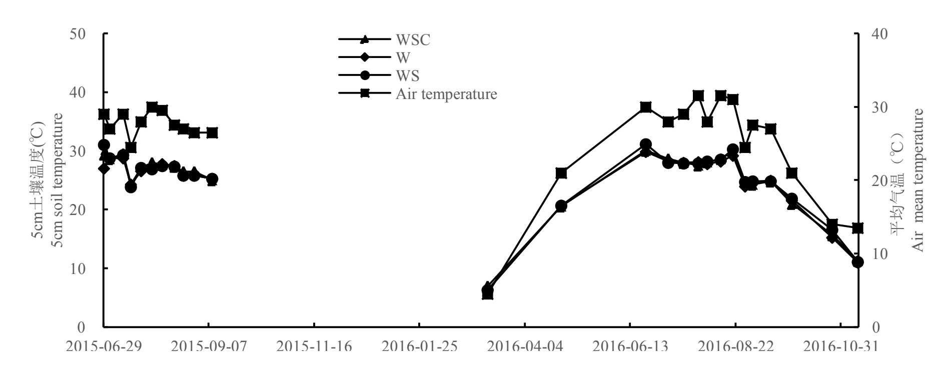


图 4　监测期不同处理 5 cm 土壤温度和大气温度变化

Fig. 6　Variations of air mean temperature and soil temperature in 5 cm soil layer during monitoring periods under different treatments

W: 冬泡+无秸秆还田; WS: 冬泡+秸秆还田; WSC: 冬泡+秸秆还田+养虾。W: winter waterlogged paddy field; WS: winter waterlogged paddy field with straw returned; WSC: winter waterlogged paddy field with straw returned and crayfish.

表 3　不同处理下土壤因子与 CH_4、CO_2 和 N_2O 排放通量的相关关系

Table 3　Correlation among CH_4, CO_2 and N_2O fluxes with selected soil parameters in paddy field under different treatments

	处理 Treatment	TA	TB	TC	TD	DOC	NH_4^+-N	NO_3^--N
CH_4 (2015—2016)	WSC	0.36(*n*=25)	0.47*(*n*=21)	0.60**(*n*=18)	0.78**(*n*=11)	−0.06(*n*=26)	0.14(*n*=17)	0.15(*n*=17)
	W	0.32(*n*=25)	0.44*(*n*=21)	0.59**(*n*=18)	0.80**(*n*=11)	−0.37(*n*=26)	0.43(*n*=17)	0.64**(*n*=17)
	WS	0.38(*n*=25)	0.47*(*n*=21)	0.63**(*n*=18)	0.82**(*n*=11)	−0.31(*n*=26)	0.40(*n*=17)	0.24(*n*=17)
CO_2 (2015—2016)	WSC	0.31(*n*=25)	0.30(*n*=21)	0.25(*n*=18)	0.39(*n*=11)	−0.44(*n*=26)	−0.03(*n*=17)	−0.38(*n*=17)
	W	0.33(*n*=25)	0.30(*n*=21)	0.27(*n*=18)	0.40(*n*=11)	−0.37(*n*=26)	−0.16(*n*=17)	−0.26(*n*=17)
	WS	0.22(*n*=25)	0.19(*n*=21)	0.13(*n*=18)	0.33(*n*=11)	−0.22(*n*=26)	−0.16(*n*=17)	−0.24(*n*=17)

N_2O	WSC	−0.53*(*n*=14)	−0.59*(*n*=12)	−0.57*(*n*=10)	−0.65(*n*=6)	0.53*(*n*=16)	0.60*(*n*=12)	−0.56(*n*=12)
(2016)	W	−0.15(*n*=14)	−0.13(*n*=12)	−0.06(*n*=10)	−0.72(*n*=6)	0.25(*n*=16)	−0.57(*n*=12)	−0.39(*n*=12)
	WS	−0.26(*n*=14)	−0.20(*n*=12)	−0.20(*n*=10)	−0.54(*n*=6)	0.35(*n*=16)	−0.35(*n*=12)	−0.41(*n*=12)

W: 冬泡+无秸秆还田; WS: 冬泡+秸秆还田; WSC: 冬泡+秸秆还田+养虾。DOC: 可溶性有机碳; TA: 全监测期土壤温度; TB: 扣除自排水之日起至复水之日土壤温度; TC: 扣除自排水之日起至复水后 15 d 土壤温度; TD: 扣除自排水起至复水后 25 d 土壤温度; *表示 5%水平显著相关; **表示 1%水平显著相关。W: winter waterlogged paddy field; WS: winter waterlogged paddy field with straw returned; WSC: winter waterlogged paddy field with straw returned and crayfish. DOC: dissolved organic carbon; TA: 5 cm soil temperature in the whole monitoring period; TB: 5 cm soil temperature in the whole monitoring period except the drainage period; TC: 5 cm soil temperature in the whole monitoring period except from drainage day to 15 days after irrigation; TD: 5 cm soil temperature in the whole monitoring period except from drainage day to 25 days after irrigation. * and ** mean significant correlations at 5% and 1% levels, respectively.

2.5 不同栽培模式下稻田土壤 Eh 的变化

本研究监测了水稻大田阶段土壤 20 cm 和 40 cm 土层的土壤 Eh 值(图 5)。2015 年监测期内两个土层 Eh 值均变幅不大, 比较平稳, Eh 值介于−30~−50 mv; 2016 年则有较大起伏, 20 cm 土层上有明显的两个峰值, WS 峰值出现时间较 W 和 WSC 提前约 20 d; 40 cm 土层上, 同样有两个峰值且不同处理之间出现时间一致, 且 WSC 处理 Eh 值一直较高, 两年变化不一致可能与年度之间晒田程度不一致有关系。2015 年和 2016 年 WSC、W、WS 处理在 20 m 土层土壤氧化还原电位均值分别为−40.98 mv、−38.10 mv、−39.62 mv 和−36.20 mv、−33.48 mv、−28.20 mv, 40 cm 土层分别为−32.80 mv、−35.18 mv、−38.38 mv 和−17.17 mv、−22.45 mv、−31.08 mv, 可见, 在连续两年养虾后, WSC 处理在 40 cm 土层氧化还原电位比 20 cm 土层高, 显示出养虾稻田掘洞活动可能带来底层氧化状态的改善。

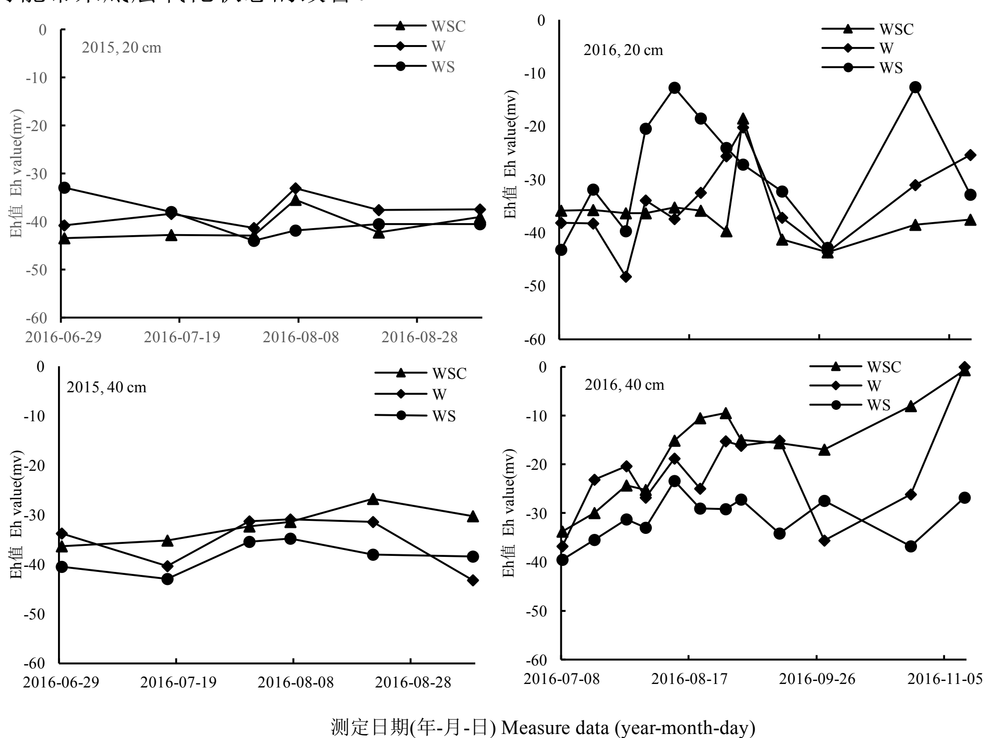


图 5　2015 年和 2016 年不同处理下 20 cm 和 40 cm 土层土壤氧化还原状况动态变化

Fig. 5　Eh value variations of 20 cm and 40 cm soil layers in paddy field under different treatments in 2015 and 2016

W: 冬泡+无秸秆还田; WS: 冬泡+秸秆还田; WSC: 冬泡+秸秆还田+养虾。W: winter waterlogged paddy field; WS: winter waterlogged paddy field with straw returned; WSC: winter waterlogged paddy field with straw returned and crayfish.

2.6 不同栽培模式下稻田土壤环境因子数据分析

不同处理对土壤环境因子的影响见表 4。表 4 显示, 2016 年度 WSC 处理硝态氮含量显著高于 W 和 WS 处理, 其他因子在处理之间均无显著差异。

对 DOC、乙酸、NO_3^--N、NH_4^+-N 在不同时间段的测量数据进行重复测量方差分析, 因所有指标的球形检验结果均显示 $P<0.01$, 因此进行格林豪斯-盖斯勒(Greenhouse-Geisser)校正, 结果显示, 土壤各个因子在时间尺度上具有统计显著性, 其中 2015 年度 DOC 和乙酸同时受到处理的影响。

表 4 不同年份不同处理对土壤因子的影响

Table 4 Effects of different treatments on soil parameters in different years

年份 Year	处理 Treatment	可溶性有机碳 Dissolved organic carbon (mg·kg-1)	乙酸 Acetic acid (mg·kg-1)	NH_4^+-N (mg·kg-1)	NO_3^--N (mg·kg-1)
2015	WSC	101.01±14.87	1.50±0.10	6.13±0.68	2.44±0.46
	W	95.61±9.22	1.34±0.22	5.99±0.17	3.39±0.49
	WS	117.83±29.98	1.67±0.09	7.78±1.22	1.35±0.64
2016	WSC	46.97±5.45	2.92±0.13	6.20±0.15	2.36±0.15a
	W	48.46±4.34	3.18±0.08	5.98±0.24	1.48±0.23b
	WS	49.30±5.11	3.39±0.30	5.89±0.25	1.68±0.03b
主体内效应检验 Tests of within-subjects effect					
2015	处理 Treatment				
	时间 Time	0.000**	0.000**	0.040*	0.016*
	时间·处理 Time · treatment	0.000**	0.045*	0.357	0.515
2016	处理 Treatment				
	时间 Time	0.000**	0.003**	0.009**	0.001**
	时间·处理 Time · treatment	0.745	0.422	0.313	0.219

W: 冬泡+无秸秆还田; WS: 冬泡+秸秆还田; WSC: 冬泡+秸秆还田+养虾。同列不同小写字母表示在 5%水平差异显著(LSD 法), **和*表示在 1%和 5%水平差异显著(Greenhouse-Geisser 检验法)。W: winter waterlogged paddy field; WS: winter waterlogged paddy field with straw returned; WSC: winter waterlogged paddy field with straw returned and crayfish. Different lowercase letters in the same column indicate significant differences at 5% level (LSD test). ** and * indicate significant differences at 1% and 5% levels, respectively (Greenhouse-Geisser test).

2.7 稻虾模式对水稻产量及温室效应的影响

从表 5 看出, 2015 年观测期内 WSC 处理排放的 CO_2 和 CH_4 的温室效应最低，显著低于 WS 处理; 2016 年观测期则 W 处理 CO_2 温室效应显著低于 WSC 和 WS 处理，WSC 处理 CH_4 的温室效应最低，显著低于 WS 处理。综合来看，2015 年度 WSC 处理总温室效应最低，比 WS 处理降低 7.8%，2016 年度 W 处理总温室效应最低，比 WS 处理低 21.3%，WSC 处理比 WS 处理低 11.1%。两年结果来看，WS 处理带来了温室效应大幅度增加，而 WSC 处理则可有效抑制这种增排效应，这种减排效果主要是通过降低 CH_4 排放来实现的。表 5 显示 CO_2 和 CH_4 全球增温潜势在处理与年度的交互 F 分别为 5.380 和 14.088, P 值分别为 0.021 和 0.001，均小于 0.05，说明处理和年度之间有交互效应，这主要可能是由于年度间气候不同、监测期时间长短不同导致，如 2015 年 9 月初就停止监测，而 2016 年显示同时期 CO_2 排放尚处于较高阶段(图 2)，此后 CH_4 也有一个小排放高峰(图 1)。

表 5 2015 年和 2016 年不同处理的温室效应[全球增温潜势(GWP)]

Table 6 Global warming potentials (GWP) of different treatments in 2015 and 2016

年份 Year	处理 Treatment	GWP (CO_2-e t·hm-2) CH_4	CO_2	N_2O (×10-3)	合计 Total	比例 Distribution (%) CH_4	CO_2	N_2O
2015	WSC	0.23±0.07b	2.13±0.09b	—	2.36±0.02b	9.8	90.2	—
	W	0.25±0.03b	2.14±0.15ab	—	2.39±0.14b	10.4	89.6	—
	WS	0.32±0.03a	2.26±0.02a	—	2.56±0.01a	12.3	87.7	—
2016	WSC	0.67±0.05b	4.20±0.29a	8.48±0.65a	4.96±0.23ab	13.5	84.8	1.7
	W	0.71±0.13b	3.61±0.23b	8.15±0.72a	4.39±0.26b	16.2	82.0	1.9
	WS	1.14±0.05a	4.35±0.20a	9.18±1.48a	5.58±0.14a	20.4	77.9	1.6
双因素方差分析 Two-way analysis of variance								
	处理 Treatment	0.000**	0.006**					
	时间 Time	0.000**	0.000**					
	时间·处理 Time · treatment	0.001**	0.021*					

W: 冬泡+无秸秆还田; WS: 冬泡+秸秆还田; WSC: 冬泡+秸秆还田+养虾。同列不同小写字母表示在 5%水平差异显著(LSD 法), **和*表示在 1%和 5%水平差异显著(Greenhouse-Geisser 检验法)。W: winter waterlogged paddy field; WS: winter waterlogged paddy field with straw returned; WSC: winter waterlogged paddy field with straw returned and crayfish. Different lowercase letters in the same column indicate significant differences at 5% level (LSD test). ** and * indicate significant differences at 1% and 5% levels, respectively (Greenhouse-Geisser test).

表 6 为 2015 年和 2016 年两年合计产出，由表 6 看出, 3 个处理水稻产量和产值无显著差异, WSC 处理中克氏原螯虾使净产值增加 3.2 万元·, WSC 处理单位面积产值分别是 W 和 WS 处理的 1.78 和 1.82 倍。WS

使温室气体排放强度提高, WSC 则使温室气体排放强度显著降低(表 8), 这主要是由于 WSC 使温室效应明显降低(表 5)。

表 6　2015 年和 2016 年不同处理水稻产量、产值及温室气体排放强度

Table 8　Rice yields, output and greenhouse gas intensity of different treatments in 2015 and 2016

处理 Treatment	2015			2016				
	水稻产量 Grain yield (t·hm^{-2})	水稻产值 Grain value (·10^4¥·hm^{-2})	温室气体强度 Greenhouse gas intensity (kg·kg^{-1})	水稻产量 Grain yield (t·hm^{-2})	水稻产值 Grain value (·¥10^4·hm^{-2})	温室气体强度 Greenhouse gas intensity (kg·kg^{-1})	养虾投入 Cost of crayfish (·¥10^4·hm^{-2})	虾净产值 Net crayfish output (·¥10^4·hm^{-2})
WSC	8.81±0.76a	2.47±0.21a	0.27±0.02b	6.80±0.21a	1.91±0.05a	0.73±0.02b	1.05	3.22±0.25
W	8.47±0.32a	2.37±0.09a	0.28±0.01ab	6.73±0.15a	1.88±0.04a	0.65±0.01c		
WS	8.27±0.37a	2.32±0.11a	0.30±0.01a	6.56±0.10a	1.85±0.03a	0.85±0.01a		

W: 冬泡+无秸秆还田; WS: 冬泡+秸秆还田; WSC: 冬泡+秸秆还田+养虾。同列不同小写字母表示不同处理 5%水平差异显著。W: winter waterlogged paddy field; WS: winter waterlogged paddy field with straw returned; WSC: winter waterlogged paddy field with straw returned and crayfish. Different lowercase letters in the same column indicate significant differences among treatments at 5% level.

3　讨论

3.1　稻虾共作模式对稻季 CH_4 排放的影响

秸秆还田在提高土壤固碳能力的同时, 极大地刺激了 CH_4 排放[18-19], 持续淹水叠加秸秆还田对 CH_4 排放具有强烈的激发作用[20]。本研究表明, WS 处理 CH_4 排放显著高于 W 处理。稻田种养结合对稻季 CH_4 排放的影响已有报道[12,15]: 袁伟玲等[15]认为稻鱼模式 CH_4 排放比对照降低 12%~18%、稻鸭模式降低 23%~26%, 稻鸭模式下稻田 CH_4 的 GWP 比对照降低 18%[12]; Frei 等[21]研究表明稻鱼会增加 CH_4 排放。稻虾模式非稻季的深度淹水使 CH_4 通过气泡和液相扩散排放的几率大幅度降低[22], 虽然深度淹水使土壤 Eh 值降低, 但克原氏螯虾掘洞使整个稻田中水土界面和含氧量大大增加, 而含氧量的增加可提高土壤 Eh, 这种双重作用可能使土壤 Eh 值不会发生较大的变化, 但可以降低产 CH_4 菌丰度、增加 CH_4 氧化菌丰度[23], 由此导致 CH_4 的产生和排放发生变化。资料表明, 与水稻-油菜种植模式比较, 稻虾模式下 CH_4 排放量降低 39.5%~64.7%[13-14]。本研究表明, WSC 处理比 WS 处理 CH_4 累积排放量降低 29.02%(2015 年)和 41.19%(2016 年)(表 4), 与程琳[14]的结果差距较大, 可能原因该作者比较的是油菜-水稻的水旱轮作, 且该研究可能没有秸秆还田, 而本研究是长期淹水且秸秆还田, 与水旱轮作相比, 长期淹水加秸秆还田会显著提高稻季 CH_4 排放量[20]。

3.2　稻虾共作模式对稻季 CO_2 和 N_2O 排放的影响

现有资料表明, 秸秆还田对土壤 CO_2 排放通量的影响结果并不一致, 有研究表明秸秆还田会促进土壤 CO_2 排放[24-25], 也有研究表明秸秆还田会降低 CO_2 排放[26-27], 这种不一致的结果, 主要是由于还田方式不同造成的[24], 如覆盖还田下, 土壤与秸秆结合并不紧密, 会导致有氧降解加剧, 从而导致 CO_2 排放增加。稻田种养模式不同, 对稻季 CO_2 排放的影响也有所差异。稻鸭模式在放养鸭期间和整个稻季均明显提高稻田 CO_2 排放[12], 是由于鸭子活动增加了土壤与氧气的接触机会, 促进土壤微生物好氧呼吸, 导致 CO_2 排放增加。而程琳[14]以水稻-油菜轮作为对照研究发现, 稻虾模式明显降低稻季 CO_2 排放量, 可能的原因是稻油轮作属于水旱轮作体系, 水稻收获至下季水稻播种期间土壤处于完全好氧阶段, 土壤有一个较长时间的缓冲过程, CO_2 排放量很难急剧降低; 而稻虾模式下土壤一直处于淹水状态, 土壤微生物好氧呼吸的过程受到强烈抑制, 因此 CO_2 排放量难以有明显的提高。本研究表明, 与 W 相比较, 2015 年 WS 对 CO_2 排放无显著影响, 2016 年则显著增加; 与 WS 相比较, WSC 对 CO_2 排放无显著影响。说明长期淹水情况下, 秸秆还田对稻季 CO_2 排放无影响但可显著增加周年 CO_2 排放, 这可能是由于稻草还田增加了非稻季 CO_2 排放, 但在此基础上养虾则对 CO_2 排放无影响。

秦晓波等[28]研究表明, 稻草还田对稻田 N_2O 的排放无显著影响; 而张岳芳等[19]研究表明, 麦秸还田可显著降低稻季 N_2O 的排放。有研究者认为这种秸秆还田对稻季 N_2O 排放的影响受到还田方式的强烈影响。如肖小平等[29]研究表明, 免耕稻草还田比旋耕和翻耕 N_2O 排放显著降低。不同稻田种养模式对 N_2O 排放的影响不同, 有研究表明[12,15], 与水稻单作相比, 稻鸭共作显著提高了稻季 N_2O 排放; 而 Datta 等[30]研究表明, 稻鱼共作会显著降低 N_2O 排放。这种结果的不一致, 可能与养殖品种、养殖过程等的环境影响不同有关。本研究表明, WS 比 W 显著增加稻季 N_2O 排放, 而 WSC 比 WS 显著降低 N_2O 排放, 其排放量与 W 基本相当, 因为在养殖克氏原螯虾过程中施用生石灰消毒是常用措施, 这会使水体 pH 提高, 而 pH 与 N_2O 排放显著负相关[30], 这可能是 WSC 降低 N_2O 排放的一个原因。

3.3　稻虾共作模式对土壤环境的影响

稻田种养模式是在传统单纯的水稻系统中增加养殖活动, 对稻田系统造成极大的扰动, 首先是水体环境中的溶解氧浓度增加[12], 还原性物质含量降低[31], 土壤 NH_4^+-N 浓度显著提高, NO_3^--N 浓度则无明显影响

[14]。本研究表明, WSC 处理 40 cm 土层 Eh 值高于 20 cm 土层, 说明克氏原螯虾掘洞影响远高于鸭和鱼, 长期养虾可极大地改善深层土壤氧化还原状况, 这很可能使整个稻田系统 CH_4 产生量降低而氧化量升高。除 2016 年 NO_3^--N, 土壤乙酸、NH_4^+-N 和 DOC 含量在不同处理之间并无显著差别(表 5), 而随时间变化有显著差异(表 4), 表明在长期淹水情况下稻草还田和养殖小龙虾对上述因子无显著影响, 而土壤温度变化、水分管理变化、作物生长消耗养分以及水稻根系分泌物增加对其影响较大。而彭娜等[32]研究表明, 持续淹水以及持续淹水且稻草还田可显著提高土壤可溶性有机碳和有机酸浓度从而导致 CH_4 排放量增加。其原因可能是在本研究中, 秸秆还田方式为留高茬与水体表面覆盖还田结合, 秸秆与土壤接触并不紧密, 使微生物对秸秆的分解受到限制, 在此基础上加入小龙虾后, 小龙虾通过取食秸秆减少 DOC 来源, 同时小龙虾活动改变了土壤微生物结构[33], 使利用有机酸的微生物丰度提高从而降低乙酸累积。

4 结论

与冬泡无秸秆还田稻田相比较, 秸秆还田显著提高了稻田 CH_4 排放, 在秸秆还田的基础上养殖克氏原螯虾可大幅度抑制因秸秆还田带来的 CH_4 增排效应, CH_4 排放在淹水期主要受到土壤温度调控, 在干湿交替情况下则受多种因素共同影响; 与冬泡无秸秆还田相比较, 秸秆还田提高周年 CO_2 排放。不同处理之间水稻产量并无显著差异, 与冬泡+秸秆还田相比, 冬泡+秸秆还田+养虾可显著降低温室气体排放强度。

冬泡稻田秸秆还田后养殖克氏原螯虾, 可显著提高土壤 NO_3^--N 含量, 但对 DOC、乙酸和 NH_4^+-N 含量无明显影响; 在整个监测期间, DOC、乙酸和 NH_4^+-N 含量随时间变化显著。冬泡稻田秸秆还田后养殖克氏原螯虾明显提高单位面积经济收益, 是不养虾处理的 1.78~1.82 倍。

参考文献 References

[1] IPCC. Climate Change 2014: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change[R]. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 2014

[2] IPCC. Climate Change 2007: The Physical Sciences Basis. Contribution of Working Group Ⅰ to the Fourth Assessment Report of the IPCC[R]. New York: Cambridge University Press, 2007

[3] 张广斌, 马静, 徐华, 等. 中国稻田 CH_4 排放量估算研究综述[J]. 土壤学报, 2009, 46(5): 907–916

Zhang G B, Ma J, Xu H, et al. Literature review on estimation of methane emission from paddy fields in China[J]. Acta Pedologica Sinica, 2009, 46(5): 907–916

[4] Sass R L, Fisher F M, Turner F T, et al. Methane emission from rice fields as influenced by solar radiation, temperature, and straw incorporation[J]. Global Biogeochemical Cycles, 1991, 5(4): 335–350

[5] Xu H, Cai Z C, Jia Z J. Effect of soil water contents in the non-rice growth season on CH_4 emission during the following rice-growing period[J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2002, 64(1/2): 101–110

[6] Yagi K, Minami K. Effect of organic matter application on methane emission from some Japanese paddy fields[J]. Soil Science and Plant Nutrition, 1990, 36(4): 599–610

[7] 林匡飞, 项雅玲, 姜达炳, 等. 湖北地区稻田甲烷排放量及控制措施的研究[J]. 农业环境保护, 2000, 19(5): 267–270

Lin K F, Xiang Y L, Jiang D B, et al. Methane emission flux from paddy fields and its control in Hubei[J]. Agro-Environmental Protection, 2000, 19(5): 267–270

[8] 李成芳, 曹凑贵, 汪金平, 等. 稻鸭、稻鱼共作对稻田 P 素动态变化的影响[J]. 长江流域资源与环境, 2009, 18(2): 126–131

Li C F, Cao C G, Wang J P, et al. Phosphorus variations of paddy fields in rice-duck and rice-fish ecosystems[J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2009, 18(2): 126–131

[9] Halwart M, Gupa M V. Culture of Fish in Rice Fields[M]. Italy: FAO, 2004

[10] Fernando C H. Rice field ecology and fish culture — An overview[J]. Hydrobiologia, 1993, 259(2): 91–113

[11] 肖召旺. 稻田无公害养殖黄鳝技术[J]. 水产养殖, 2010, 31(6): 18–19

Xiao Z W. Technology of pollution-free breeding eel in rice field[J]. Journal of Aquaculture, 2010, 31(6): 18–19

[12] 展茗, 曹凑贵, 汪金平, 等. 稻鸭复合系统的温室气体排放及其温室效应[J]. 环境科学学报, 2009, 29(2): 420–426

Zhan M, Cao C G, Wang J P, et al. Greenhouse gas emissions from an integrated rice-duck system and its Global Warming Potentials (GWPs)[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2009, 29(2): 420–426

[13] 王彬. 不同涝渍条件几种种植制度综合效益比较[D]. 荆州: 长江大学, 2014

Wang B. Several cropping systems' comprehensive benefit under different waterlogging conditions[D]. Jingzhou: Yangtze University, 2014

[14] 程琳. 江汉平原易涝易渍农田不同种植模式综合效益研究[D]. 荆州: 长江大学, 2015

Cheng L. Comprehensive benefit analysis of different planting patterns of waterlogging farmland in Jianghan Plain[D]. Jingzhou: Yangtze University, 2015

[15] 袁伟玲, 曹凑贵, 李成芳, 等. 稻鸭、稻鱼共作生态系统 CH_4 和 N_2O 温室效应及经济效益评估[J]. 中国农业科学, 2009, 42(6): 2052–2060
Yuan W L, Cao C G, Li C F, et al. Methane and nitrous oxide emissions from rice-fish and rice-duck complex ecosystems and the evaluation of their economic significance[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2009, 42(6): 2052–2060
[16] 徐祥玉, 张敏敏, 彭成林, 等. 稻草还田下非稻季持续淹水对稻季 CH_4 和 CO_2 排放的影响[J]. 农业资源与环境学报, 2017, 34(2): 145–152
Xu X Y, Zhang M M, Peng C L, et al. Effects of continuous flooding in no-rice growing season on CH_4 and CO_2 emissions of rice growing season with straw returning[J]. Journal of Agricultural Resources and Environment, 2017, 34(2): 145–152
[17] 孙宝利, 黄金丽, 贺小蔚, 等. 高效液相色谱法测定土壤中有机酸[J]. 分析试验室, 2010, 29(S): 51–54
Sun B L, Huang J L, He X W, et al. High performance liquid chromatography determination of organic acids in soil[J]. Chinese Journal of Analysis Laboratory, 2010, 29(S): 51–54
[18] 逯非, 王效科, 韩冰, 等. 稻田秸秆还田: 土壤固碳与甲烷增排[J]. 应用生态学报, 2010, 21(1): 99–108
Lu F, Wang X K, Han B, et al. Straw return to rice paddy: Soil carbon sequestration and increased methane emission[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2010, 21(1): 99–108
[19] 张岳芳, 郑建初, 陈留根, 等. 麦秸还田与土壤耕作对稻季 CH_4 和 N_2O 排放的影响[J]. 生态环境学报, 2009, 18(6): 2334–2338
Zhang Y F, Zheng J C, Chen L G, et al. Effects of wheat straw returning and soil tillage on CH_4 and N_2O emissions in paddy season[J]. Ecology and Environment, 2009, 18(6): 2334–2338
[20] 汤宏. 秸秆还田下稻田温室气体排放及其对水分管理的响应[D]. 长沙: 湖南农业大学, 2013
Tang H. Greenhouse gases emission from paddy field as affected by rice straw incorporation and its response to water regime[D]. Changsha: Hunan Agricultural University, 2013
[21] Frei M, Becker K. Integrated rice-fish production and methane emission under greenhouse conditions[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2005, 107(2): 51–56
[22] 傅志强, 刘依依, 龙攀, 等. 深水免耕移栽稻草覆盖栽培模式对晚稻温室气体排放及产量的影响[J]. 生态学杂志, 2015, 34(5): 1263–1269
Fu Z Q, Liu Y Y, Long P, et al. Effects of deep water irrigation with no-tillage and straw mulching on greenhouse gases emissions and yield of later rice[J]. Chinese Journal of Ecology, 2015, 34(5): 1263–1269
[23] Ma K, Lu Y H. Regulation of microbial methane production and oxidation by intermittent drainage in rice field soil[J]. FEMS Microbiology Ecology, 2011, 75(3): 446–456
[24] 李成芳, 寇志奎, 张枝盛, 等. 秸秆还田对免耕稻田温室气体排放及土壤有机碳固定的影响[J]. 农业环境科学学报, 2011, 30(11): 2362–2367
Li C F, Kou Z K, Zhang Z S, et al. Effects of rape residue mulch on greenhouse gas emissions and carbon sequestration from no-tillage rice fields[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2011, 30(11): 2362–2367
[25] Zou J W, Huang Y, Zong L G, et al. Carbon dioxide, methane, and nitrous oxide emissions from a rice-wheat rotation as affected by crop residue incorporation and temperature[J]. Advances in Atmospheric Sciences, 2004, 21(5): 691–698
[26] Naser H M, Nagate O, Tamura S, et al. Methane emissions from five paddy fields with different amounts of rice straw application in central Hokkaido, Japan[J]. Soil Science and Plant Nutrition, 2007, 53(1): 95–101
[27] Curtin D, Wang H, Selles F, et al. Tillage effects on carbon fluxes in continuous wheat and fallow-wheat rotations[J]. Soil Science Society of America Journal, 2000, 64(6): 2080–2086
[28] 秦晓波, 李玉娥, 万运帆, 等. 耕作方式和稻草还田对双季稻田 CH_4 和 N_2O 排放的影响[J]. 农业工程学报, 2014, 30(11): 216–224
Qin X B, Li Y E, Wan Y F, et al. Effect of tillage and rice residue return on CH_4 and N_2O emission from double rice field[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2014, 30(11): 216–224
[29] 肖小平, 伍芬琳, 黄风球, 等. 不同稻草还田方式对稻田温室气体排放影响研究[J]. 农业现代化研究, 2007, 28(5): 629–632
Xiao X P, Wu F L, Huang F Q, et al. Greenhouse air emission under different pattern of rice-straw returned to field in double rice area[J]. Research of Agricultural Modernization, 2007, 28(5): 629–632
[30]Datta A, Nayak D R, Sinhababu D P, et al. Methane and nitrous oxide emissions from an integrated rainfed rice-fish farming system of Eastern India[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2009, 129(1/3): 228–237
[31]黄璜, 杨志辉, 王华, 等. 湿地稻-鸭复合系统的 CH_4 排放规律[J]. 生态学报, 2003, 23(5): 929–934
Huang H, Yang Z H, Wang H, et al. A study on the pattern of methane emission in wetland rice-duck complex ecosystems[J]. Acta Ecologica Sinica, 2003, 23(5): 929–934

[32] 彭娜, 王开峰, 王凯荣, 等. 不同水分管理下施用稻草对土壤有机酸和养分有效性的影响[J]. 土壤通报, 2007, 38(5): 857–862

Peng N, Wang K F, Wang K R, et al. Effects of rice straw incorporation on accumulation of organic acids and nutrients availability under different water regimes[J]. Chinese Journal of Soil Science, 2007, 38(5): 857–862

[33]佀国涵, 彭成林, 徐祥玉, 等. 稻-虾共作模式对涝渍稻田土壤微生物群落多样性及土壤肥力的影响[J]. 土壤, 2016, 48(3): 503–509

Si G H, Peng C L, Xu X Y, et al. Effects of rice-crayfish integrated mode on soil microbial functional diversity and fertility in waterlogged paddy field[J]. Soils, 2016, 48(3): 503–509